



Aalborg Universitet

AALBORG UNIVERSITY
DENMARK

Miljø, økonomi og teknologisk udvikling

Lindegaard, Klaus

Published in:
Humanøkologi : miljø, teknologi og samfund

Publication date:
2002

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link to publication from Aalborg University](#)

Citation for published version (APA):
Lindegaard, K. (2002). Miljø, økonomi og teknologisk udvikling. I Arler, Finn (red.) (red.), *Humanøkologi : miljø, teknologi og samfund* Aalborg Universitetsforlag.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal -

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us at vbn@aub.aau.dk providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Miljø, økonomi og teknologisk udvikling

Klaus Lindegaard

Indledning

I dette kapitel introduceres og diskuteres den økonomiske videnskabs muligheder og begrænsninger i relation til miljø- og naturpolitiske emner. Der fokuseres både på økonomiske mål for og virkemidler til en bæredygtig udvikling. Mens måldiskussionen indtil videre ikke har været så fremtrædende i en dansk sammenhæng, så har diskussionen omkring økonomiske virkemidler og instrumenter, specielt miljøafgifter og grønne skatter, til gengæld haft en mere fremtrædende plads i den økonomiske forskning omkring miljø og bæredygtighed. Det hænger antagelig sammen med den internationale (OECD og EU) konsensus om "Forureneren-betaler-princippet," der for alvor blev introduceret i Danmark gennem oplægget *Enkelt og effektivt* fra Miljøministeriet i Danmark i kølvandet på Brundtlandrapportens lancering af bæredygtig udvikling som global miljø- og udviklingsstrategi.

I det følgende gives først en kort status over den danske diskussion omkring grønne skatter og afgifter. Dernæst introduceres den mere principielle diskussionen omkring økonomiske mål og strategier for bæredygtig udvikling. Herefter ses nærmere på økonomiske forklaringer på miljøproblemer og de heraf følgende teoretiske principper for løsning heraf. Der søges en bred indføring i anvendelsen af økonomiske perspektiver og ræsonnementer, deres anvendelighed og begrænsninger. Der lægges vægt på aktuelle problemstillinger omkring integration af miljøet på tværs af sektorer, deltagelse og innovation.

Grønne skatter og afgifter

Danmark er godt i gang med en grøn skattereform, der øger beskatningen af miljø- og ressourceforbrug og sænker beskatningen af indkomst. Flere EU-lande har tilsvarende reformer i gang med opbakning fra bl.a. EU-kommissionen og OECD. Det er tanken, at højere priser på miljø- og ressourceforbrug vil fremme miljøforbedrende adfærd, mens en reduktion af

indkomstbeskatningen vil reducere kravene til aflønning og dermed øge beskæftigelsen. I Danmark er forholdet mellem skat på indkomst og skat på miljø og energi ifølge Skatteministeriet siden 1994 begyndt at ændre sig. Indkomstskatter er faldet med ca. 1% af bruttonationalproduktet, samtidigt med at de såkaldt grønne afgifter er vokset tilsvarende i perioden 1994-2000 (Det Økologiske Råd 2000, 32). Heri er ikke medregnet nedsættelse af f.eks. selskabsskatten i Danmark i samme periode. Miljøområdet bidrager altså i voksende omfang til finansiering af velfærdssamfundets offentlige service, jf. Tabel 1.

		1995	1999
Statens Miljøindtægter	Miljøafgifter	5.728	9.627
	Energiafgifter	19.618	25.225
	Bil- og vejafgifter	22.541	25.380
	Total	47.887	60.232
Statens Miljøudgifter	Miljø- og Energiministeriet	4.362	5.436
	International miljøbistand	390	594
	Landbrug	390	539
	Total	5.142	6.569

Tabel 1. Statens miljøindtægter og -udgifter 1995 og 1999 (mio. 1999 kr.), Miljø- og Energiministeriet 1999, 79-82.

Væksten i de statslige miljøindtægter fra miljøafgifter har fundet sted indenfor specielt CO₂- og SO₂-emissioner, affald, emballage, pesticider og vand, mens væksten i indtægter fra energiafgifter hovedsageligt kommer fra elektricitetsproduktion, kul og naturgas og på bil- og vejområdet hovedsageligt fra vægtafgiften. Væksten i de statslige miljøudgifter indenfor Miljø- og Energiministeriets område har særligt fundet sted indenfor tilskud til begrænsning af CO₂-emissioner samt den internationale miljøbistand i dette ministeriums regie. For fuldstændighedens skyld skal der regnes med, at udgifterne til miljørelaterede aktiviteter indenfor flere andre ministeriers område også har været voksende i perioden.

I Danmark har Det Økologiske Råds sekretariat i et debatoplæg om grøn skattereform (Det Økologiske Råd 2000) samlet en række forslag til nye danske statslige afgifter på drivhusgasser, afvikling af befordringsfradraget, afgifter på cadmium i handelsgødning samt på en række kemiske stoffer. Sammen med identifikationen af nye grønne skatteobjekter lægger oplægget til grøn skattereform vægt på en udvidelse af grønne afgifter til

også at gælde erhvervene og der anbefales en kompensation for de nye grønne afgifter i form af afgiftslettelser (konkurrenceevne-neutralitet) for erhvervene og sociale kompensationer i form af indkomstskattelettelser eller forhøjede tilskud for lav-indkomstgrupperne, således at nettoprovenuet af forslagene bliver lig 0 for staten. I regie af den europæiske paraply af miljøorganisationer, European Environmental Bureau, lanceres der i 2002 en kampagne for en europæisk grøn skattereform med en nettoindtægt til statskasserne, der mange steder har behov for nye kilder til finansiering af velfærdsydelserne.

Den eksisterende danske CO₂-afgift på erhvervenes fossile energiforbrug er et godt eksempel på, at en grøn afgift ikke behøver at være en grøn skat, da der her er kompensation til virksomhederne i form af tilbageførsel af afgiftsprovenuet ud fra et hensyn til deres konkurrenceevne. Der blev i 1999 opkrævet afgiftsindbetalinger på samlet 4.624 mio. kr. mens der blev givet tilskud til begrænsning af CO₂-emissioner, vedvarende energi og energibesparelser på i alt 2.446 mio. kr. For erhvervene alene ser regnestykket dog anderledes ud, idet der fra 2000 og frem forventes et nettooverskud for virksomhederne af CO₂-afgifterne, idet afgiftsindbetalingerne tilbageføres i form af dels tilskud til energibesparelser og dels lettelse af virksomhedernes arbejdsmarkedsbidrag, der opgøres ud fra lønsummen og dermed er knyttet til antal beskæftigede. Erhvervenes CO₂-afgift skønnes at give 1,9 mia. kr. i samlet nettooverførsel til erhvervene for perioden 1996-2005 (Finansministeriet 1999, 55), hvilket da må betragtes som en god forretning. Reduktionen i energiforbrug og CO₂-emissioner er indtil videre moderat for erhvervene og anvendelsen af en større andel af de tilbageførte midler til energibesparelser og udvikling af vedvarende energisystemer vil derfor kun forstærke mulighederne for opnåelse af positive miljøeffekter af erhvervenes CO₂-afgift.

Bæredygtighedsmål og strategier

Ligesom et lands sum af grønne afgifter ikke er noget udtryk for graden af bæredygtighed i sig selv, så fungerer et lands bruttonationalprodukt, der sammenfatter værdien af varer og tjenester, i sig selv kun som et mindre godt velfærds- og selvfølgelig bæredygtighedsmål, da såkaldt defensive udgifter i nationalregnskabet enten tælles med på plussiden, idet der genereres indkomst (f.eks. ved bygning og drift af renseanlæg), eller også slet ikke tælles med, idet det ikke foranlediger nogen form for økonomisk aktivitet. Forbruget af ikke-fornybare naturressourcer og overudnyttelse af fornybare ressourcer tælles også kun med på plussiden af regnskabet - og kun i det omfang, at forbruget giver anledning til indkomstskabelse. Vil man ud fra en snæver såkaldt velfærdsøkonomisk tankegang maksimere indkomsten i samfundet, kan det lede til en maksimering af ressourceforbrug og gennemstrøm

på kort sigt, som ikke vil være hverken miljømæssigt eller økonomisk bæredygtig i et længere perspektiv.

Velfærdsøkonomi tager udgangspunkt i, at miljøindsatsen er optimal, når den marginale behovstilfredsstillelse af miljøtiltag er lig med de marginale omkostninger, der er forbundet med tiltagene. Det forudsættes, at både fordele og omkostninger kan opgøres i økonomiske værdienheder. Dette sikrer efficient udnyttelse af knappe ressourcer i samfundet og den totale nettovelfærd af de knappe ressourcer maksimeres. Den optimale situation (den såkaldte Pareto-optimalitet) er den, hvor velfærden (målt i indkomst) ikke kan forbedres for nogen i samfundet, uden at det går ud over nogle andre. Udvidelse af samfundets produktionsmuligheder giver grundlag for såkaldt Pareto-optimale forbedringer af indkomst og dermed velfærd.

Udvidelse af samfundets produktionsmuligheder giver i princippet grundlag for Pareto-optimale forbedringer af indkomst og dermed velfærd. Dermed undgås spørgsmålet om fordelingen af indkomst og velfærd blandt befolkningen som muligt middel til forbedret behovsopfyldelse samt enhver diskussion omkring behovene selv. Alle er frie og suveræne i deres egne forbrugsbeslutninger, hvilket er en grundlæggende forudsætning for velfungerende markeder. Den anden grundbetingelse for markedet er forekomsten af mange uafhængige udbydere af en given varer, således at der kan være konkurrence og dermed villighed til økonomisk rational omkostningsminimerende adfærd.

Velfærdsøkonomi opererer endvidere med den grundantagelse, at velfærd idag foretrakkes for velfærd senere (i fremtiden). Det betyder, at effekter (omkostninger eller gevinster) ud i fremtiden tilbagediskonteres til deres nutidsværdi med en forrentningsfaktor, en markedsrente eller en politisk fastsat rentefod, når aktiviteter og projekter skal vurderes. Rentefoden er helt afgørende for værdisætningen af længerevarende projekter og effekter, eftersom en høj rente betyder, at forhold langt fra nutiden kun tæller meget lidt i vurderingen af projekters rentabilitet. Med en rente på 0 vil alle effekter tælle lige meget, uanset hvor de befinder sig i tid. For kortsigtede projekters vedkommende bestemmes rentefoden almindeligvis af den forrentning, som konkurrerende projekter kan opnå (den såkaldte "optionsværdi"). Markedsrenten afspejler denne forrentningsmulighed. For miljøprojekter med langsigtede effekter - f.eks. forhindring af en forøget drivhuseffekt - kan det være rimeligt at operere med rentesatser, der ligger tæt på 0, da alle langtidseffekter ellers mister betydning.

Hvorvidt såkaldt kritisk (uerstattelig) naturkapital inkluderes i betragtningen eller ej, giver en afgørende forskel i den videnskabelige behandling af problemstillingen omkring økonomisk bæredygtighed. Velfærdsøkonomer som f.eks. Det økonomiske Råd i Danmark anerkender selvfølgelig økologiske grænser sat af kritisk naturkapital, der således ikke skal indgå i den økonomiske vurdering af bæredygtighed, dvs. i opgørelsen af den så-

kaldte sande indkomst (Hicks 1943, se Christensen & Møller 2001) og den heraf følgende ægte opsparing i samfundet. Økologiske økonomer integrerer kritisk naturkapital i betragtningen, hvorfor Steady State netop handler om - udenfor økonomien - at fastlægge størrelsen af forbruget af ressourcer, mens deres anvendelse til forskellige formål kan foregå ved hjælp af markedsmekanismerne i et system af omsættelige kvoter (Daly 1997).

Der er mange diskussioner omkring hvilke alternative og korrigerede velfærds- og bæredygtighedsmål for samfundsudviklingen, der bedst opfanget effekterne på natur og økologi. Fra velfærdsøkonomisk hold har man arbejdet med at miljøkorrigere samfundets nationalprodukt og f.eks. lanceret begrebet om samfundets "ægte" og dermed bæredygtige opsparing som et relativt nyt mål, mens økologiske økonomer har udformet et alternativt begreb om samfundets velfærdsskabelse, dets serviceeffektivitet, der implicerer at man skal stræbe efter en økologisk ligevægtsøkonomi, "Steady-State." (jf. Boks 1).

Boks 1: Økonomiske bæredygtighedsmål

Velfærdsøkonomi (Det økonomiske Råd 1998):

Bruttoopsparing - forbrug af menneskabt kapital = *nettoopsparing*

- forbrug af naturkapital = *ægte opsparing*

+ investering i humankapital = *velfærdsøkonomisk bæredygtig opsparing*

Svag bæredygtighed, hvor substitution mellem kapitalerne er mulig, således at nettoresultatet skal være positivt og lig med en opsparing i samfundet. Fordelen er, at det i princippet er muligt at give en præcis (kroner og ører) opgørelse, men med den bagdel, at den altid vil være ufuldstændig. Alle aspekter af naturkapitalen kan ikke værdisættes.

Økologisk økonomi (Daly 1997):

$$\frac{\text{Tjeneste}}{\text{Gennemstrøm}} = \frac{\text{Tjeneste}}{\text{Kapital}} \times \frac{\text{Kapital}}{\text{Gennemstrøm}}$$

Stærk bæredygtighed, hvor der ikke antages substitution mellem menneskabt og naturlig kapital. Tjenesten skal maksimeres ved konstant gennemstrøm. Gennemstrømmen af energi og naturressourcer i samfundet skal derfor styres ud fra økosystemernes naturvidenskabeligt fastlagte bæredygtighed. Fordelen er, at der i princippet tages hensyn til alle forhold, men med den bagdel, at der ikke kan gives en præcis målbar opgørelse. Der er ingen fælles måleenhed.

Samfundets velfærd forstås i den økologiske økonomi som den service og behovstilfredsstillelse, der opnås igennem forbruget af en given beholdning af goder og ressourcer. Denne beholdning er på sin side en kortere eller længerevarende materialisering af gennemstrømmen af ressourcer og energi i samfundsøkonomien. Servicen af strømmen kan således opdeles i servicen af en given kapitalbeholdning ganget med den kapitalbeholdning, der kan opnås og opretholdes med en given ressourcestrøm. Disse 2 led benævnes h.h.v. serviceeffektiviteten og vedligeholdelseseffektiviteten. Ved given ressourcestrøm kan beholdningen øges gennem økologisk effektivisering og forlænget levetid af goderne. Ved given beholdning kan behovstilfredsstillelsen øges gennem en mere ligelig fordeling af goderne over forskellige befolkningsgrupper og imellem lande.

Med et lands ægte opsparring vurderes det nationale forbrug og degradering af naturressourcer, som afskrives ligesom forbruget af fast realkapital så som bygninger og maskiner før samfundets nettoopsparing opgøres. Denne ægte opsparring skal være positiv, for at man kan sige, at det er bæredygtigt.

Det er vanskeligt, at opgøre bæredygtighedsmålene for et enkelt land isoleret set, da naturkapitalen og ressourcestrømmene udmærket kan være bæredygtige i en national sammenhæng, men alligevel hvile på et ikke-bæredygtigt træk på ressourcerne i andre lande, som der handles med - eller omvendt.

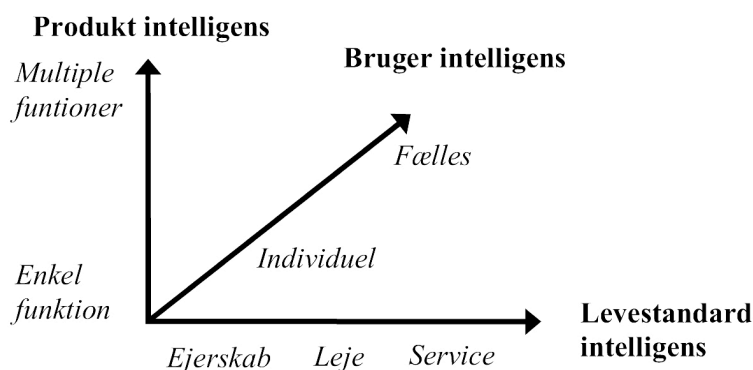
Velfærdsøkonomernes ægte opsparring hviler på en såkaldt svag bæredygtighedsopfattelse, hvor naturkapital og menneskeskabt kapital kan substituere hinanden, mens de økologiske økonomers Steady-State hviler på en stærkere bæredygtighedsopfattelse, hvor naturkapital og menneskeskabt kapital ikke i alle tilfælde kan erstatte hinanden. Der er visse rammer, som det er nødvendigt at holde sig indenfor. Begge positioner kan dog være enige om, at skal den ægte opsparring øges, og skal den totale service øges, så fordrer der i begge tilfælde en effektivisering i brugen af naturressourcer og minimering af miljøskadevoldelsen, dvs. økologiske moderniseringsprocesser i samfundsøkonomien.

Bæredygtig økonomisk vækst i økologisk ligevægt fordrer således en afkobling af indkomstvækst fra vækst i brug af naturressourcerne. Denne afkobling eller "de-materialisering" kan være relativ eller ligefrem absolut, således at ressourceforbruget falder og evt. kan omfordeles til andre lande og områder i behov for vækst i den materielle levestandard. Den såkaldte Faktor 4 revolution fordrer en reduktion i energi -og materialeforbruget til 25%, hvilket muliggør en fordobling i levestandard til den halve økologiske belastning (Weizsäcker 1997).

Det er på den ene side et politisk valg om vi skal stille os tilfredse med en positiv ægte opsparring h.h.v. ligevægt i ressourcegennemstrøm eller om den ægte opsparring h.h.v. den totale service skal maksimeres (til et bestemt

niveau). På den anden side kendes resultatet ikke før dagen (året) er omme, hvorfor der er god grund til bevidst at søge og fremme moderniseringsstrategiens dematerialisering i vid forstand.

De-materialisering af samfundsøkonomien er ikke hverken et rent teknisk spørgsmål eller en automatisk proces, hvilket udfordringerne i udviklingen af intelligente produkter udmærket illustrerer (Figur 1).



Figur 1. De-materialisering for intelligente produkter (Inspireret af Meyer-Krahmer 1998).

Intelligente produkter kan designes, således at de kan opfylde flere funktioner enten på en gang eller igennem flere på hinanden følgende produktliv, hvilket vil give ressourcebesparelser. De intelligente produkter kan have flere brugere, der enten samtidigt eller på skift anvender produktet, hvilket vil give ressourcebesparelser. De intelligente produkter kan endvidere dematerialisere sig radikalt, således at behovet ikke tilfredsstilles af et fysisk produkt, men af en immateriel service.

Boks 2: De-materialiseringens mix af tekniske og sociale innovationer

- Teknisk: Forlænget produktlevetid og forbedret kvalitet
- Social og teknisk: Øget produktfunktionalitet
- Social: Forandring af forbrugets organisering
- Social: Ændringer af brugernes behov og værdier

Udviklingen af produkter i disse dimensioner kræver nytænkning i design og konstruktion, i materialer, holdbarhed og kvalitet samt en bevidstgørelse omkring, hvordan behovene egentlig opfyldes. Løsningen af disse udfordringer til intelligente produkter involverer således viden og erfaring fra en række sidestillede områder. Problemerne er tekniske såvel som sociale og kulturelle. Udviklingen af løsningerne behøver nye samarbejdsformer omkring organiseringen af forbruget og med brugerne omkring defineringen af behovene, som produkterne skal tilfredsstille. Disse sociale udviklingsaktiviteter indbefatter også økonomiske instrumenter og incitamenters udformning til tilskyndelse af intelligente produkters udvikling og spredning.

Eksternalisering

Skal man se nærmere på, hvad der kan forklare barriererne for effektiv miljøadfærd og regulering, er det vigtigt at søge en helhedsmodel af det samfund, som økonomien fungerer i. Den klassiske opdeling af samfundet i stat, marked og civilsamfund kan anvendes til at kategorisere forskellige fejltypen i forbindelse med bæredygtig udvikling. I miljødebatten kan man se, at fokus har skiftet fra fejlene knyttet til den offentlige regulering (styrings- og reguleringsfejl) til en interesse for økonomiske instrumenter (transaktionsfejl). Siden er civilsamfundets fungeren (deltagelsesfejl) kommet med i forståelsen. Det hjælper således ikke at søge institutionelle fejl og barrierer afhjulpnet et sted, hvis fejlene består andre steder. Styrings- og reguleringsfejlene er således ligeså relevante i forbindelse med brugen af de økonomiske instrumenter som ved de administrative og juridiske. Skemaet i Boks 3 præsenterer en oversigt over fejltypen indenfor de nævnte samfundsområder (Opschoor 1994).

På det markedsøkonomiske område kan der være tale om fejl i eksisterende markeder eller fejl i naturudnyttelsen p.gr.a. manglende markeder. Herudover kan der være forhandlingsfejl som en alternativ løsning til korrektionen af markedsfejlene og der kan være fejl i aktørernes opfattelse og vurdering af miljøgodernes nytte og værdi nu og i fremtiden. Styrings- og reguleringsfejlene fokuserer på enten manglende eller konfliktende målsætninger og politikker, fejl i deres administration og implementering. Endelig kan der i civilsamfundet være fejl omkring på den ene side mobiliseringen af kritisk opposition og deltagelse og på den anden side opbakning og legitimitet til den politiske ledelse og regeringsudøvelse. Opschoor samler disse 2 sider af borgerdeltagelsen i begrebet "empowerment." Alle disse institutionelle fejl for bæredygtig udvikling skal ikke ses som hinanden eksklusive, men snarere som gensidigt betingende. Skal f.eks. en markedsfejl korrigeres, kræves et fungerende myndighedsapparat, der igen kræver en politisk handlekraft, der selv er betinget af myndighedernes og det politiske systems legi-

timitet. Det nødvendige politiske initiativ kan på sin side understøttes eller stimuleres af en tilstrækkelig mobiliseret opposition osv.

Boks 3: Opschoor's institutionelle fejltyper for bæredygtig udvikling

Transaktionsfejl:

Markedsfejl: Manglende markeder og fejl i eksisterende markeder

Forhandlingsfejl: Manglende parter og assymetrisk forhandlingsstyrke

Preferencefejl: Manglende viden/information, ufuldstændige præferencer og skævhed i tidspræferencer

Deltagelsesfejl:

Social mobiliseringsfejl: Manglende/svag opposition

Legitimitetsfejl: Manglende/svag opbakning/mandat

Styrings- og reguleringsfejl:

Korrektionsfejl: Manglende politikker

Interventionsfejl: Miljøpolitiske fejl (målfejl, instrumentfejl, rettighedsfejl) og andre politiske fejl (sektor og makro-økonomisk)

Administrationsfejl: Integrationsfejl (horisontalt), interventionsniveaufejl og håndhævelses- og implementeringsfejl.

Opschoor's institutionelle fejltyper (Boks 3) tager sit udgangspunkt i en økonomisk tilgang til miljøproblematikken. De 3 typer af transaktionsfejl forklarer hvorfor samfundets producenter og forbrugere i deres normale økonomiske ageren ikke tager hensyn til negative miljøpåvirkninger. Miljøeffekternes omkostninger eksternaliseres til naboer og 3. parter, der kan være fremtidige generationer. Offentlig regulering skal søge miljøhensynene integreret i den private beslutningstagning og fejl heri kan forklares med enten manglende opbakning og legitimitet eller manglende kritisk opposition, der kan tale miljøets sag og fremme politiske initiativer.

Internalisering og incitament

Ud fra det økonomiske perspektiv skal vi afgrænse den videre præsentation til transaktionssfejlene og illustrere nogle basale sammenhænge og mekanismer i diskussionen af økonomiske virkemidler ved hjælp af pris-mængde diagrammer med helt simple marginale omkostnings- og udbyttekurver for et abstrakt og perfekt marked. De negative miljøpåvirkninger og skader antages

i den følgende simple fremstilling at stå i et ligefremt proportionalt forhold til produktionsomfanget. For hvad angår både ressourceforbruget og emissionerne, så antages der endvidere, at skaderne er reversible, dvs. de kan udbedres på forskellig vis eller fortynder sig væk ved et reduceret produktionsniveau. Endelig, så antages de negative miljøeffekter for værdisatte, dvs. opgjort i kroner og ører.

Et centralt begreb i det miljøøkonomiske design af virkemidler til at få internaliseret de negative eksterne effekter i de private aktørers beslutninger er *det optimale skadeniveau* (forureningsniveau), der er den pris-mængdekombination, som giver ligevægt (identitet) imellem omkostningerne ved den økonomiske aktivitet og overskuddet (nettoindtægten) ved aktiviteten. Det optimale skadeniveau findes i det punkt, hvor marginale indtægter og udgifter er identiske. Det økonomisk optimale niveau er derfor ikke nødvendigvis det samme som et fuldstændigt skadefrit niveau uden nogen negativ miljøpåvirkning.

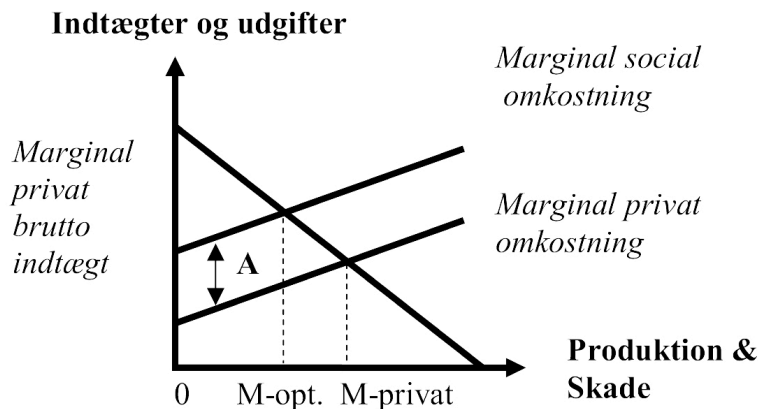
Afgiftsløsningen

Vi betragter marginale ændringer i forbindelse med et marked, dvs. værdien af den sidste enhed illustreres af kurverne, mens de absolutte størrelser fremgår af arealet under kurverne ved givne punkter. Vi har her en marginalt faldende udbyttekurve og en marginalt stigende privat omkostningskurve ved den givne produktion enten for en enkeltvirksomhed eller sammenfattet f.eks. for en branche. Der antages helt simpelt, at omkostningerne ved at producere en ekstra enhed vil være stigende og at overskuddet ved salg af en ekstra enhed vil være faldende. Den/de private producent/-er vil under forudsætning om fuldkommen rationalitet vælge det produktionsniveau, hvor udbyttet på den sidste enhed er lig omkostningerne ved den sidste enhed. I dette statiske (tidløse) univers antages teknologien endvidere at være fast. Forandringer i anvendt teknologi vil betyde nye kurver og relationer, hvis mekanik så kan betragtes, hvorfor altså de-materialisering i form af nye teknologier, produkter og services ikke begribes i det statiske univers.

Endnu en omkostningskurve er forbundet med produktionen, nemlig de eksterne omkostninger i forbindelse med miljøskadevoldelse. Disse antages her i Figur 2's simple fremstilling ligeledes marginalt stigende med produktionens størrelse, ligesom skaderne i det hele taget antages for værdisatte i kroner og øre. Disse omkostninger er eksterne (negative eksternaliteter) idet de ikke betales af nogen. Lægges de sammen med de private marginale omkostninger får vi kurven med de totale marginale omkostninger i Figur 2.

Kan den/de private producent/-er tage hensyn til de totale omkostninger, vil vi kunne få det optimale forureningsniveau ved produktionen. Den økonomisk optimale skade findes ved det punkt, hvor udbyttet af den pågæl-

dende økonomiske aktivitet svarer til de samlede omkostninger (private såvel som eksterne) ved aktiviteten. Det optimale skadeniveau behøver ikke at være ensbetydende med, at der ingen skade finder sted, hvilket figuren også illustrerer, men at der kun opstår den skade, som kan betale sig i en marginal betragtning. Det vil i alle tilfælde betyde et lavere skadeniveau end i udgangspunktet, hvor de eksterne omkostninger ikke blev inddraget i beslutningen om produktionsniveauet.



A: Afgift pr. produceret enhed.

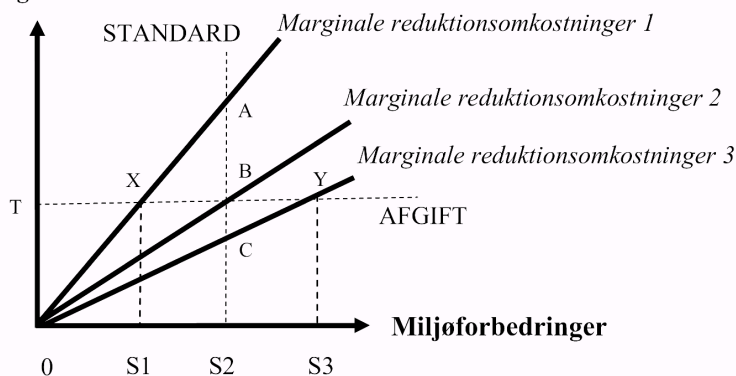
Figur 2. Grafisk fremstilling af afgiftsløsningen til internalisering af eksterne skadeomkostninger. M-opt. Betegner det socialt optimale, mens M-privat betegner det optimale for den enkelte virksomhed. Gennem afgiften A ændres omkostningerne, så det privat-optimale falder sammen med det samfundsmæssigt optimale.

Problemet med de eksterne omkostninger ligger præcis i deres definition. Det er omkostninger som andre, men ikke producenten og skadevolderen generelt selv er ansvarlig for. Løsningen bliver derfor netop at få miljøomkostningerne internaliseret i de private aktørers beslutningstagen, således at det optimale forureningsniveau kan nås. Midlet hertil er en grøn afgift pålagt producenten på hver enhed, der produceres af miljømyndighederne. Afgiften pr. enhed skal præcis svare til den eksterne omkostning pr. enhed for at det er den totale omkostningsfunktion, der tages beslutninger efter. Afgiftsløsningen tilskrives den engelske økonom Arthur Pigou, der præsenterede den i sin bog *The Economics of Welfare* (Pigou 1920).

Afgifter og standarder

Den samme effekt som med afgiftsløsningen kan også opnås ved hjælp af administrative virkemidler, der med forbud og påbud fastsætter bestemte normer og standarder for skadeniveauet. Figur 3 kan illustrere, at afgiftsløsningen er omkostningseffektiv for samfundet når en gruppe af skadevoldere (f.eks. virksomheder) med forskellige reduktionsomkostninger søges reguleret. Figur 3 illustrerer, at der kan opnås samme (antageligt optimale) forureningsniveau ved hjælp af en standard og ved hjælp af en afgift. Når der ønskes et samlet niveau på 3 gange S_2 , vil en myndighedssat og håndhævet standard føre virksomhed 1 til punkt A, virksomhed 2 til punkt B og virksomhed 3 til punkt C. De samlede reduktionsomkostninger vil være arealet $0AS_2+0BS_2+0CS_2$. En opkrævet afgift på T vil føre virksomhed 1 til punkt X, virksomhed 2 til punkt B og virksomhed 3 til punkt Y, hvilket også giver et samlet niveau på 3 gange S_2 . De samlede reduktionsomkostninger vil i dette tilfælde være arealet $0XS_1+0BS_2+0YS_3$.

Udgifter



Figur 3. Princippet i internalisering ved hjælp af standarder og afgifter samt afgifters omkostningseffektivitet. Efter Pearce & Turner 1990.

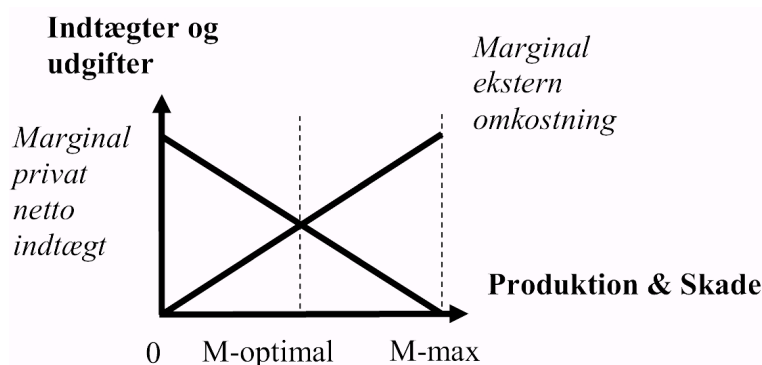
Figur 3 viser endvidere, at mens standarden vil betyde en forholds- mæssig stor reduktion og dermed omkostning for virksomhed 1, så vil afgiften føre til en alt i alt billigere fordeling af indsatsen, der samlet giver den ønskede reduktion i skadeniveauet. Ved brug af afgiftsinstrumentet yder virksomheden med de laveste reduktionsomkostninger (3) også den største indsats, mens virksomheden med de højeste omkostninger (1) yder den mindste indsats. Arealet med de totale omkostninger ved afgiftsløsningen er mindre end arealet med de totale omkostninger ved standardløsningen.

Det er netop denne egenskab ved afgiftsmidlet, der sammen med forudninger om en lettere administration i forhold til standarder, kontrol og håndhævelse, gør det attraktivt i miljøpolitikken.

Der er herudover det ikke uvæsentlige aspekt ved afgiften, at den giver et provenu til den offentlige myndighed, da der i princippet opkræves en betaling af al aktiviteten, hvorimod den administrative regulering i form af standarder så at sige gør skadevoldelsen gratis op til standardens norm, grænseværdi eller kvote. Afgiftens fulde betaling giver en tilskyndelse til konstant søgen og udvikling af mindre skadevoldende løsninger i produktionen, mens den administrative styring kan virke teknologikonserverende når skadevolderen er indenfor rammerne af sin tilladelse. I realiteten afhænger afgiftens dynamiske effekt dog af skadevoldernes evner og muligheder for at udvikle eller finde miljøvenligere alternativer (for virksomhederne ved hjælp af f.eks. miljøledelsessystemer m.v.). Samtidig skal miljømyndighederne i dag skele til bedst tilgængelige teknologi i deres udstedelse af tilladelser og godkendelser.

Forhandlingsløsningen

Som et alternativ til myndighedernes regulering og internalisering af de eksterne skadeomkostninger er der udviklet en model af en forhandlingsløsning mellem skadelidte og skadevolder til opnåelse af det optimale skadeniveau. I Figur 4 har vi en skadevolders marginale udbyttekurve sammenstillet med den marginale skadeomkostningskurve, hvor førstnævnte er aftagende med mængden og sidstnævnte stigende med mængden. Det optimale skadeniveau gives i kurvernes skæringspunkt.



Figur 4. Grafisk fremstilling af forhandlingsløsningen til internalisering af skadeomkostninger.

Uanset hvilke rettigheder, der er gældende i udgangssituationen har begge parter, skadevolder og skadelidte, en interesse i at nå det socialt set optimale niveau, hvor udbyttet af den sidste enhed er lig med de totale omkostninger ved den sidste enhed, hvis de kan mødes og forhandle uden omkostninger i denne forbindelse. I intervallet fra O til M-opt. har skadevolder mere i udbytte af produktionen end ofrene lider af tab, hvorfor de kan kompenseres for deres omkostninger samtidigt med at produktionen stadig er udbytterig. Omvendt, så har ofrene i intervallet fra M-max til M-opt. et større tab ved aktiviteten end skadevolderen har udbytte, hvorfor ofrene kan kompensere for skadevolderens tab ved at reducere produktionen og dermed udbyttet. Hvis parterne altså kan identificeres og evt. organiseres, mødes og forhandle uden omkostninger (såkaldte transaktionsomkostninger), vil de selv kunne nå frem til den økonomisk optimale løsning, uanset om skadelidte har retten til at være skadefri (de eksterne omkostninger) eller skadevolderen har retten til at fortsætte sin legitime økonomiske aktivitet skadefrit i udgangssituationen.

Forhandlingsløsningen generaliserer på sin vis afgiftsløsningen til internalisering af de eksterne omkostninger, da skadebegrebet udvides til at inkludere tabt fortjeneste ved aktiviteten, som opvejes med skadeomkostningerne i søgningen efter den løsning, der bedst kan betale sig. Skadeaksen peger derfor begge veje i Figur 4, der skal læses fra begge sider (0 h.h.v. M-max) alt efter rettighedsstrukturen. Forhandlingsløsningen tilskrives den amerikanske økonom Ronald Coase, der i 1960 præsenterede princippet i artiklen "The Problem of Social Costs" (Coase 1960).

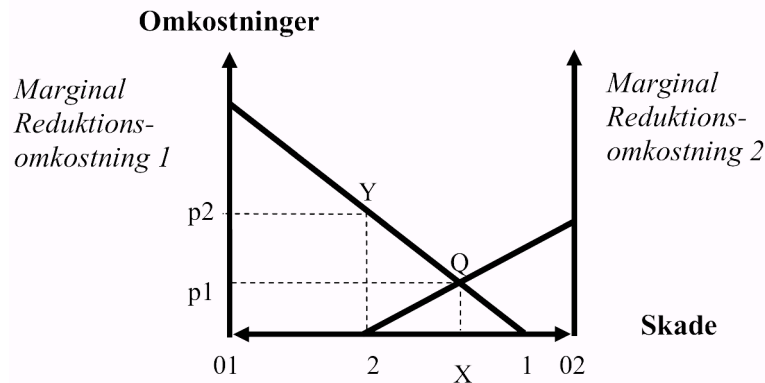
Nye økonomiske virkemidler

Økonomer interesserer sig selvfølgelig for omkostningseffektive løsninger, og vi har ovenfor set hvordan miljøafgifterne kan være en billigere vej til opnåelse af en given miljøstandard end brugen af administrative virkemidler. Afgiftsløsningens optimale skadeniveau er i sig selv en såkaldt cost-benefit betragtning på miljøproblematikken, hvor omkostninger og fordele afvejes med hinanden. På tilsvarende vis er forhandlingsløsningen imellem skadelidte og skadevolder udtryk for en cost-benefit betragtning, men her generaliseret til afvejningen af parternes rent økonomiske tab.

Omkostningseffektivitet, såkaldte cost-effectiveness betragtninger anvendes ikke kun i forbindelse med projektvurderinger (billigst målopfyldelse), men lægges også mere direkte til grund for flere nye økonomiske virkemidler så som forhandlingsløsningen imellem skadevoldere (fælles implementering) og i forbindelse med design af nye afgifter og nye markeder.

Fælles implementering

Antaget 2 aktører (lande, industrier eller enkeltvirksomheder) med forskellige marginale rense- eller reduktionsomkostninger har et økonomisk incitament til at handle eller dele indsatsen og dermed omkostningerne. Et eksempel herpå kunne være reduktion af CO₂-udledninger, hvor omkostningerne er forskellige fra land til land. I Figur 5 er dette ræsonnement skitseret for aktør 1 med relativt høje marginale renseomkostninger og aktør 2 med relativt lavere marginale renseomkostninger.



Figur 5. Fælles implementering (joint implementation) som omkostningseffektiv løsning imellem skadevoldere med forskellige marginale renseomkostninger (1 og 2). Efter The Nordic Council of Ministers 1995.

Uden indgreb vil aktør 1s skadegenerering vokse fra 01 til 02 indenfor en bestemt periode. Aktør 2s skader vil vokse fra 02 til 2 i samme periode. Skadeaksen peger altså begge veje. Aktør 2 har en interesse i at reducere skadevoldelsen fra 2 til X igennem et fælles implementeringsprojekt. Aktør 1 er interesseret i at købe dette projekt, men før denne handel indgås, er det endvidere profitabelt for aktør 1 selv, at reducere skaden fra 1 til X (illustreret i Figur 5). Handlens fælles overskud (sparede omkostninger) udgøres af arealet 2 Q Y efter at køberen har betalt for projektet 2 X hos udbyderen. Fordelingen af dette overskud vil afhænge af parternes relative forhandlingsstyrke. Dette overskud skal dække omkostningerne i forbindelse med transaktionen samt evt. kontrol af projektets gennemførelse m.v.

Illustrationen indikerer, at projektkøberen efter handlen står tilbage med den dyreste del af skadereduktionen, mens det normalt vil være den billigste reduktion, som man selv vil foretage (først). I dette tilfælde er det udbudte projekt altså (endda) konkurrencedygtigt overfor den billigste del af

reduktionsindsatsen. Samtidigt er det den billigste del, der udbydes til fælles implementering, hvilket jo vil være en bagdel for udbyderen, men det er her en præmis, at udbyderen i udgangspunktet overhovedet ikke vil reducere nogen skade selv, hvorfor dens marginale reduktionsomkostninger sådan set er fuldstændig irrelevante for denne aktør. Omkostningerne er derimod særdeles relevante for køberen til det mulige fælles projekt.

Nye grønne afgifter

Omstillingen til bæredygtig udvikling og ressourceeffektivisering behøver en samtidig vækst i en miljøvenligere efterspørgsel efter og udbud af mindre miljøbelastende teknologier, materialer og produkter. Overflytningen af skat fra indkomst til miljøforbrug kan derfor ikke stå alene som virkemiddel (Weizsäcker & Jesinghaus 1992 og Weizsäcker m.fl. 1997).

Opnåelse af miljøforbedringer af grønne skatter og afgifter kan derfor være lige så meget et spørgsmål om at anvende det eksisterende miljøprovenu (jf. Tabel 1) til gavn for miljøet, som at få gennemført nye grønne afgifter med miljøformål. At anvende afgiftsprovenuet til en specificeret national og international miljøindsats kan gøre afgiften midlertidig. Når indsatsen er gennemført, kan afgiften forsvinde. Det er vel netop, hvad bæredygtig udvikling handler om: At nå relevante miljømål med tiden.

Hvis afgift og indsats kobles direkte sammen, vil et faldende provenu i takt med ændret adfærd være udtryk for, at en mindre indsats er nødvendig, hvorfor øremærkede afgifter til formålsbestemt indsats ikke har samme paradoksale afhængighed af provenuet som grønne skatter. Velfærdsstatens voksende afhængighed af skatteprovenuet fra miljøområdet underminerer derimod princippet om grønne afgifters adfærdsregulering (Christensen & Lindegaard 1997).

Disse strategier for den grønne skattereform kan indrettes sådan, at det er brugerne af den formålsrettede miljøindsats, der organiseres omkring administrationen og gennemførelsen af aktiviteterne. De berørte parter vil dermed få direkte mulighed for at engagere sig i iværksættelsen af miljøforbedringerne, deres praktiske gennemførelse og som konsekvens deres ophør.

Endvidere er der mulighed for en udbredelse af lokale miljøafgifter i form af gebyrer, der opkræves af amter og kommuner som brugerbetaling af forsyningsvirksomhedernes hvile-i-sig-selv miljøindsats indenfor vandforsyning, spildevandsbehandling, affaldsbehandling samt parkeringsafgifter m.v. Princippet kan udvikles lokalt og anvendes sektorspecifikt f.eks. til vitalisering af lokale Agenda 21-aktiviteter, eksperimentaltzoner, økologisk byggeri og renovering, trafikplanlægning mv. Sådanne lokale grønne skatteformers indsatsbestemte afgifter kan finansiere omstilling til bæredygtig udvikling ved at give innovationstilskud, der kan tilskynde supplerende pri-

vat finansiering af nye teknologier under attraktive betingelser f.eks. i kombination med offentlige grønne indkøb og investeringer.

Skattereformen kan fremover udvikle sig som en forøgelse af de eksisterende grønne afgifter og progressionen i satserne. De alternative udformninger af miljømålrættede afgifter, som der kan bygges videre på fremgår af Boks 4 (Lindegaard 2001a).

Boks 4: Strategier for udvikling af grønne skattereformer

1. Anvendelse af det statslige afgiftsprovener til formålsrettet miljøindsats, der er politisk prioriteret og bruger-administreret.
2. Anvendelse af lokale afgifter til hvile-i-sig-selv miljøindsats, der er politisk prioriteret og bruger-administreret.
3. Politisk gennemførelse af nye nationale og internationale (f.eks. EU) grønne afgifter med tilbageføring af provener til lettelse af arbejdsindkomst, specielt for lavindkomstgrupper, børnefamilier mv. samt tilskud til miljøforbedringer i virksomhederne.

Nye markeder

Weizsäcker m.fl. har beskrevet forskellige institutionelle innovationer i form af markedsskabelse, der kan fremme de-materialisering og økologisk effektivisering i størrelsesordenen Faktor 4: "negawatt-handel" mellem elektricitetsproducenter og forbrugere, idet besparelsesforanstaltninger ofte er billigere at iværksætte end investeringer i udbygningen af energiproduktionen og "feebates", dvs. rabat på tilslutningsgebyrer m.v. ved indbyggede ressourcebesparelser i driftsfasen indenfor f.eks. byggeriet, idet besparelsesforanstaltningerne kan være billigere end evt. udvidelser af kapaciteten og driften af spildevandsbehandling, energiforsyning, osv. Der er således forskel på den situation, hvor et forsyningssystem skal etableres og udbygges igennem en fælles brugerfinansiering i form af relativt høje faste takster i afregningsprisen og så situationen med et fuldt udbygget system, hvor disse takster egentlig kan afskaffes til fordel for ren betaling til driften (og vedligeholdelsen) efter faktisk forbrug.

I alle tilfælde er det et spørgsmål om at overføre midler til fremme af økologisk effektiv adfærd og investeringer, men midler, der er mindre end hvad, der ellers må ofres på udbygning af forsyningssektoren og dermed kapaciteten for ressourcegennemstrømningen i samfundet. Den økologiske modernisering vil samtidig erstatte produktion og beskæftigelse indenfor disse områder med en vækst indenfor ny viden, produkter, materialer og teknologier.

Det er samme mekanisme, der søges iværksat igennem skabelsen af nye markeder for miljømæssigt skadelige emissioner, således at der kan handles med salgbare forureningstilladelser og kvoter, f.eks. på CO₂. FN's

Kyoto protokol til klimakonventionen udformer nu de såkaldte fleksible mekanismer omkring fælles implementering af skov- og energiprojekter i samarbejde mellem rige og fattige lande. Costa Rica i Mellemamerika er pioner indenfor design af et system for handel med CO₂-obligationer for CO₂-dræn i landets naturskove. Costa Rica sælger således en økologisk service fra sine skove for en bestemt periode og modtager til gengæld finansielle midler til deres bevarelse og dermed mulighed for udvikling af en hel række nye indkomstkilder. Her er et eksempel på at såvel økonomisk, social som økologisk bæredygtige initiativer er mulige (Segura & Lindegaard 2001 og Lindegaard 2001b). Det er samtidigt et eksempel på integration af klimapolitik og naturbevarelse.

Erhvervs- og innovationspolitik

De økonomiske incitamenter til mindre miljøbelastende adfærd og beslutninger fordrer økonomiske motiver og rationalitet, som begge kan være et problem i sig selv, når vi anlægger mere realistiske og dynamiske perspektiver på samfundsøkonomien. Det er derfor nødvendigt at inddrage betydningen af såkaldte positive eksternaliteter i samfundsøkonomien, f.eks. de fælles rammebetingelser for markedsaktører i form af tilgængelig viden og information om teknologier og produkter.

Her har debatten om en grøn erhvervs politik i Danmark fokuseret på 3 hovedindsatsområder (Erhvervsministeriet & Miljø- og Energiministeriet 2001):

- *Velfungerende markeder:* Udbuddet såvel som efterspørgslen af miljøvenlige produkter og services skal fremmes, f.eks. via offentlig indkøbspolitik, miljømærker, mm.
- *Miljøledelse og organisationsudvikling:* Virksomhedernes kompetencer indenfor miljø skal fremmes via miljøledelsessystemer, rådgivning, efteruddannelse, mm.
- *Grøn innovation:* Udviklingen af miljøvenlige teknologier, produkter og services skal fremmes via forskning og udvikling, innovationsmiljøer, iværksætterpolitik mm.

Den grønne erhvervs politik er et forsøg på integration af erhvervs politikens generelle fokus på innovation og konkurrenceevne og miljø politikens fokus på renere teknologi og produktorientering. Ønsket om velfungerende markeder inkluderer endvidere det skattepolitiske spørgsmål om korrektion af priserne, så økologiske/mindre miljøbelastende produkter bliver mere konkurrencedygtige.

Erhvervene er centrale aktører i udviklingen og omstillingen til bæredygtig udvikling og dematerialisering af produktion og forbrug (LO 1999). Teknologiske og organisatoriske fornyelser stiller krav om koordinering og samarbejde mellem virksomhederne i produktkæderne såvel som mellem

den enkelte virksomhed og dens omverden af interessenter og regulerende myndigheder. Kravet om eksternt samarbejde forstærker behovet for institutionelle innovationer. Innovationsperspektivet præger i dag de erhvervspolitiske initiativer til forbedring af konkurrenceevnen og forståelsen for dets relevans indenfor miljøpolitikken er også udbredt. Udviklingen af nye miljøvenlige produkter og renere teknologier fordrer på samme vis innovation og samarbejde mellem virksomheder og aktører i hele livscyklusen.

Miljøproblematikken komplicerer imidlertid den traditionelle skelnen mellem produkt- og procesinnovation, der ligger til grund for diskussionen af h.h.v. konkurrence på kvalitet i vid betydning og konkurrence på pris (omkostningsminimering). Miljømæssige forbedringer i produktionen giver også et grønnere produkt og grønnere produkter implicerer en miljøvenlig produktion, der ofte også er mere omkostningseffektiv. Da den danske erhvervsstruktur er domineret af små og mellemstore virksomheder, der i vid udstrækning fungerer som underleverandører af materialer, komponenter og halvfabrikata i en international arbejdsdeling, kan det være vanskeligt både at markedsføre en miljøvenlig produktion og at interagere med slutbrugerne omkring krav og forventninger til produkterne.

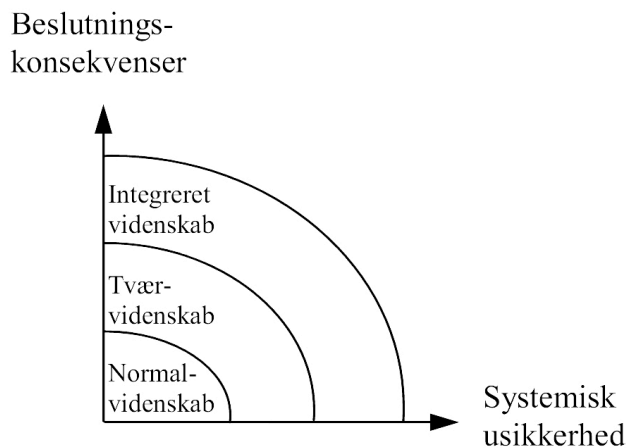
Som led i en miljøpolitisk strategi er der behov for en styrkelse af forsknings- og udviklingsindsatsen. Innovationsmiljøkonceptet skal tænkes bredere end virksomheder og forskningsinstitutioner og inddrage de grønne bevægelser og iværksættere mere direkte i udviklingsarbejdet både som vidensformidlere og som objekter for erhvervsfremme (Eikard & Lindegaard 2001). Samtidigt bør miljømyndighederne lokalt og centralt gives en meget større rolle i nye grønne innovationsnetværk f.eks. gennem krav om fast deltagelse i udviklingsprojekter.

Viden og deltagelse

De erhvervs- og innovationspolitiske erkendelser omkring fremme af udbuddet af viden og samarbejde for udviklingen af nye produkter og teknologier leder frem til en meget bredere - og enklere - strategi om fremme af deltagelse for innovation. Eksisterende markeder og prissignaler kan ikke alene kommunikere de behov, som vi ønsker opfyldt af fremtidens materielle og immaterielle produkter (Figur 1). På samme vis åbner deltagelsesstrategien op for en sammenknytning af civilsamfundet med både den offentlige sektor og den private sektor. I Opschoor's univers (Boks 3) vil det betyde et skift i fokus fra transaktionsfejl-styrings- og reguleringfejl-civilsamfundsfejl til koblingen af civilsamfund og marked/transaktioner.

Bæredygtighedsbegrebets mange dimensioner (økonomisk, socialt, økologisk) fordrer tværfaglighed og deltagelse i videnproduktion og problemløsning, ligesom bæredygtig udvikling må forstås som en samtidig

udvikling (co-evolution) af teknologi, organisation, viden, værdier og resourcer (Norgaard 1988).



Figur 6. Problemløsningsstrategier efter Funtowicz & Ravetz 1991.

Normal problemløsning og normal videnskab er teknisk orienteret problemløsning og forskning indenfor eksisterende enkeltfagligt paradigme, f.eks. den neoklassiske velfærdsøkonomi, hvis mekanismer er beskrevet i forbindelse med de økonomiske instrumenter til internalisering af miljøomkostningerne. I takt med en given problemstillings stigende kompleksitet vokser behovet for tværvideenskabelige tilgange (se Figur 6). Den integrerede videnskab må ses som et ideal, som f.eks. humanøkologi kan stræbe efter.

Selv ved lav usikkerhed, men moderat til høj beslutningskonsekvens, er det nødvendigt at bevæge sig udenfor enkeltfag og inddrage viden fra flere områder og fra forskellige involverede parter og interessenter. Funtowicz & Ravetz kalder den tværvideenskabelige tilgang for "consultancy", hvormed de vil fremhæve, at denne vidensform må bygge på et bredt udvalg af informationer og metoder både indenfor og udenfor de traditionelle enkeltvidenskaber. Helhedsorienterede løsninger og virkemidler på tværs af politiske sektorer fremmes af deltagelse og dermed repræsentation af flere værdier end udelukkende økonomiske værdisatte priser i beslutningerne.

Referenceliste

- Christensen, E. & Lindegaard, K.: "Et miljøbidrag til miljøgælden: En grøn afgiftsreform," i: *Grønne skatter og afgifter. En vej til bedre miljø og mere beskæftigelse*. Rapport fra konference om grønne skatter i internationalt perspektiv, København: SID 1997.
- Coase, R.: "The Problem of Social Costs," i: *Journal of Law and Economics* 1960.
- Christensen, N. & Møller, F.: *Nationale og internationale miljøindikatorsystemer*. Faglig rapport fra DMU, nr. 347. København: Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser 2001.
- Daly, H.: *Efter væksten. Den bæredygtige udviklings økonomi*, Århus: Hovedland 1997.
- Det Økologiske Råd: *Grønne skatter og afgifter i EU og Danmark*. Søren Dyck-Madsen, www.ecocouncil.dk, København 2000.
- Det økonomiske Råd: *Dansk Økonomi*, efterår 1998. København: Det økonomiske Råd 1998.
- Eikard, U. & Lindegaard, K.: "Frirum i produktkæderne," i: J.H. Ingeman (red.): *Samfundets udviklingsafdeling - bæredygtig udvikling gennem eksperimenter*, Aalborg: Aalborg Universitetsforlag 2001.
- Erhvervsministeriet & Miljø- og Energiministeriet: *Veje til en grøn erhvervsudvikling*, København 2001.
- Finansministeriet m. fl.: *Evaluerings af grønne afgifter og erhvervene*, København 1999.
- Funtowicz, S. O. & Ravetz, J. R.: "A new scientific methodology for Global Environmental Issues," i: R. Costanza (red.): *Ecological Economics. The Science and Management of Sustainability*, New York: Colombia University Press 1991.
- Hicks, J.: *Value and Capital*, Cambridge 1943.
- Lindegaard, K.: Oplæg til CeSam konference om miljøpolitik, Århus Universitet, 6-7 oktober 1999.
- Lindegaard, K.: "Grønne skattereformer," *Dansk Byøkologi*, januar 2001a.
- Lindegaard, K.: "Skovbevarelse og CO₂-dræn i Costa Rica," *Global Økologi* 5 2001b.
- LO/DTI Erhvervsanalyser: *Grøn erhvervs politik. Oplæg samt analyse*, København 1999.
- Meyer-Krahmer, F.: "Industrial Innovation Strategies - Towards an Environmentally Sustainable Industrial Economy," i: Meyer-Krahmer, F. (red.): *Innovation and Sustainable Development. Lessons for Innovation Policies*, Heidelberg: Physica-Verlag 1998.

- Miljø- og Energiministeriet: *Natur- og miljøpolitisk redegørelse 1999*, København: Miljø- og Energiministeriet 1999.
- Norgaard, R. B.: "Sustainable Development: A Co-Evolutionary View," *Futures*, December 1988.
- Opschoor, J. B.: "Institutional Change and Development Towards Sustainability," i: Costanza, R. (red.): *Getting Down to Earth*, Washington D.C.: Island Press 1994.
- Pearce, D.W. & Turner, R.K.: *Economics of Natural Resources and the Environment*, Exeter: Harvester Wheatsheaf 1990.
- Pigou, A.: *The Economics of Welfare*, London: Macmillan 1920.
- Segura, O. & Lindegaard, K.: "Joint Implementation in Costa Rica: A case study at the community level," i: *Journal of Sustainable Forestry* **12** (1/2) 2001.
- The Nordic Council of Ministers: "Joint Implementation as a Measure to Curb Climate Change-Nordic perspectives and priorities," *TemaNord*, Copenhagen 1995: 534.
- Weizsäcker, E. von & Jesinghaus, J.: "Ecological Tax Reform. A Policy Proposal for Sustainable Development," London: ZED Books 1992.
- Weizsäcker, E. von, et al.: *Factor Four: Doubling Wealth, Halving Resource Use*. The new Report to the Club of Rome, London: Earthscan Publications 1997.